

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika osakond
Mükoloogia õppetool

Kristina Metsanurk

TOLMUSAASTE MÕJU SAMBLIKE MITMEKESISUSELE

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Polina Degtjarenko, MSc

Tartu 2014

Sisukord

Sissejuhatus	3
1. Tahketest ja peentest osakestest tulenev õhusaaste ehk tolmutaaste	5
2. Erinevad tolmutaaste allikad ja nende tolmutaaste eripära	8
2.1. Tsemenditootmisega seotud tolmutaaste	8
2.2. Karjäärdest tulenev tolmutaaste	8
2.3. Kruusateede tolmutaaste.....	9
2.4. Maanteede tolmutaaste	10
2.5. Põllumajandustegevusega kaasnev tolmutaaste.....	11
3. Tolmutaaste mõju samblike morfoloogiale ja füsioloogiale.....	12
4. Tolmutaaste toime samblike mitmekesisusele.....	14
4.1. Tsemenditootmisest eralduva tolmutaaste mõju samblike mitmekesisusele	14
4.2. Karjäärde tolmutaaste mõju samblike mitmekesisusele	16
4.3. Kruusateedest tuleneva tolmutaaste mõju samblike mitmekesisusele	17
4.4. Maanteedega seotud tolmutaaste ja selle mõju samblike mitmekesisusele	18
4.5. Põllumajandustegevusega seotud tolmutaaste mõju samblike mitmekesisusele	19
5. Tolmutaaste indikaatorliigid	21
6. Arutelu	23
Kokkuvõte.....	25
Summary	26
Tänuavaldused	27
Kasutatud kirjandus.....	28
Lisa 1	37

Sissejuhatus

Inimtegevus ja tööstused tekitavad suures koguses õhusaastet, mis põhjustab negatiivseid muutusi elustikus ja seda ümbritsevas keskkonnas. Vaatamata sellele, et süsinikoksiidi (CO) ja vääveldioksiidi (SO₂) emissioonid on Euroopas drastiliselt vähenenud, on osooni (O₃) ja tolmu saastekogused siiski märkimisväärsed (EEA report 2013). Tolmusaaste on üks elusorganisme enim mõjutav õhusaaste liik, kuna peened tolmuosakesed koos mitmete toksiliste komponentidega (raskmetallid, orgaanilised ühendid, polüaromaatsed süsivesinikud) on tervisele kahjulikud (Orru *et al.* 2010). Tekkemehhanismi järgi saab tolmusaaste jaotada järgnevalt: tsemenditolm, karjäärdest ning kaevandamisest pärinev tolmu, kruusateede ja maanteed tolmu ning põllumajandustegevusega kaasnev tolmu. Erinevatest allikatest tuleneva tolmu mõju on sarnane, kuid kõik tüübid omavad ka spetsiifilisi omadusi (Farmer 1993).

Läbi aastate on tolmusaaste olnud Eestis aktuaalne keskkonnaprobleem. Siinsete tööstusettevõtete poolt õhku paisatud saastest moodustavad suure osa just tahked leeliselised heitmed, mis halvendavad inimeste elukvaliteeti ja muudavad ökosüsteemide liigilist koosseisu (EEA report 2013; Paal *et al.* 2013). Viimastel aastatel ei ole Eestil probleeme olnud lämmastikoksiidide (NO_x), ammoniumioonide (NH₄⁺) ja SO₂ kontsentratsioonide kontrolli all hoidmisega, kuid tahkete osakeste saaste hulk on endiselt muret tekitav. Võrreldes 1990. aastatega on heitekogused Eestis küll vähenenud, kuid viimasel ajal on õhusaaste osakaal taas suurenenud, mis on põhjustatud elektritoodangu kasvust elektrijaamades ning vananevate puhastusseadmete kasutamisest Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas (Link *et al.* 2014). Samuti on täheldatud Tallinnas kevaditi suurenevaid tolmuosakeste kontsentratsioone, mis ületavad lubatud piirväärtusi. Peenosakeste emissioon on probleemiks pärast lume sulamist, mil sõidukid paiskavad lisaks heitgaasidele õhku ka talvel libeduse vältimise eesmärgil teedele puistatud liiva ja naastrehvide kulumisel tekkivaid osakesi (Saare & Maasikmets 2013).

Enamik samblikke on õhukvaliteedi suhtes väga tundlikud, sest neil puudub pealmine vahajas kaitsekiht ehk kutiikula ning nad omastavad ümbritsevast keskkonnast kergesti

keemilisi ühendeid (Nash 2008). Tänu samblike spetsiifilisele reageeringule õhusaaste suhtes ning suure kahjulike osakeste akumulatsioonivõime tõttu rakendatakse neid bioindikaatoritena õhusaaste hindamisel (Conti & Cecchetti 2001). Lihhenoidikatsioonis kasutatakse kõige enam epifüütseid ehk puudel kasvavaid samblikke ning uuritakse nende tunnuste (vitaalsus, katvus, ohtrus ja sagedus) muutusi ja samblike esinemist/puudumist nimetatud alal (Tõrra 2005).

Antud referatiivse uurimustöö peamiseks eesmärgideks on:

- anda ülevaade tolmutaastest ja erinevatest tolmutaaste liikidest ning nende eripäradest,
- kirjeldada tolmutaaste mõju samblike morfoloogiale ja füsioloogiale,
- käsitleda tolmutaaste toimet samblike mitmekesisusele,
- koostada ülevaade samblikest kui tolmutaaste indikaatoritest,
- võrrelda ja analüüsida erinevate tolmutaaste tüüpide mõju samblikele.

1. Tahketest ja peentest osakestest tulenev õhusaaste ehk tolmutaaste

Õhusaasteks nimetatakse loodusliku või inimtekkelise päritoluga tahkete, vedelate või gaasiliste ainete levimist atmosfääri, mis teatud koguses põhjustab negatiivseid muutusi elustikus ja seda ümbritsevas keskkonnas (Masing 1992). Atmosfääriõhku saastavate tahkete osakeste (*particulate matter*, PM) hulka kuuluvad peened osakesed ehk peentolm. See on kompleksne segu väga väikestest osakestest ja vedelike piisakestest ning sisaldab muuhulgas happeid (lämmastikhape, väävelhape), orgaanilisi aineid (polüaromaatsed süsivesinikud-PAH), metalle ning pinnase ja tolmu osakesi (Link *et al.* 2014; Orru *et al.* 2010).

Klassikaliselt jaotatakse tahked ja peened osakesed suuruse poolest nelja kategooriasse:

- tahked osakesed (diameeter üle 10 µm),
- kõige jämedamad peened osakesed (diameeter 2,5–10 µm),
- väiksemad, ülipeened osakesed (diameeter 2,5 µm),
- kõige väiksemad, ultrapeened osakesed (diameeter 0,1 < 100 nm) (Orru *et al.* 2010).

Tolmutaaste pärineb paljudest erinevatatest allikatest, millest osad on looduslikud ja mõned inimtekkelised ehk antropogeensed (EEA report 2013). Looduslike tahkete osakeste allikad on: tolmu, mulda, kõdu, eosed ja muu bioloogiline materjal, tormid, vulkaaniline tuhk, meresoolad ning õietolmu. Inimtekkelised tahked osakesed on pärit peamiselt tsemenditehastest, karjääridest, kaevandustest, põllumajandustegevusest ning teede katetest (European Lung Foundation 2014; Farmer 1993).

Tekkeviisi alusel saab tahkeid osakesi jaotada primaarseteks ja sekundaarseteks (EEA report 2013). Primaarsed osakesed eralduvad atmosfääri otse allikast, näiteks vulkaaniline tuhk, merevee soolad, tuule poolt tõstetud tolmu, kaevandamise ja lõhkamistöõde tolmu ning liiklusest tulenev tolmu. Sekundaarsed tahked osakesed tekivad atmosfäärigaaside omavaheliste reaktsioonide või jahtuva gaasi kondenseerumise käigus. Protsessides võivad osaleda nii looduslikud kui ka inimtekkelised gaasid, näiteks SO₂, ammoniaak (NH₃) ja NO_x (European Lung Foundation 2014).

Osakesi hingatakse sügavale hingamisteedesse ning koos seotud raskmetallide, orgaaniliste ja muude keemiliste ühenditega põhjustavad need erinevate mehhanismide koostoimel eeskätt põletikulisi protsesse (Orru *et al.* 2010). Samuti on paljud epidemioloogilised uurimused näidanud seost vähki suremiste arvu, südame-veresoonkonna ja hingamisteede haigustesse haigestumise, astma, krooniliste vaeguste tekke ning atmosfääriosakeste saaste vahel (Krewski *et al.* 2005; Pope *et al.* 2002; Samet & Krewski 2007; Yang *et al.* 2006). Kuigi heite emissioonile on kehtestatud piirväärtused, on tõestatud, et tolmuosakeste peened osakesed (eriti üli- ja ultrapeened osakesed) võivad põhjustada negatiivset tervisemõju madalamatelgi kontsentratsioonidel, kui on praegu kehtivad normid (Link *et al.* 2014). Mida peenemad on saasteosakesed, seda enam kahjustavad need inimese tervist (Orru *et al.* 2010).

Eestis on kokku üheksa riiklikku välisõhu seirejaama (kuus linnaõhu ja kolm taustaala seirejaama), millele lisandub veel üheksa erinevate ettevõtete omaseire automaatjaama. Süsteemi täiendavad kaks mobiilset seirejaama ja kaks teisaldatavat mõõtejaama. Välisõhu kvaliteedi reguleerimiseks ja seirekohustuste kehtestamiseks on riigi territoorium jagatud Põhja-Eesti ja Lõuna-Eesti õhukvaliteedi piirkondadeks (Eesti Õhukvaliteedi Juhtimissüsteem 2014).

Enamus Eestis tekkivast õhusaastest pärineb suurtest linnadest ja Kirde-Eesti tööstuspiirkonnast. Võrreldes 1990. aastatega on tahkete osakeste heitekogused vähenenud, seda eelkõige seoses katelde ja õhupuhasseadmete renoveerimisega põlevkivielektrijaamades ning efektiivsemate püüdemehhanismide paigaldamisega tsemenditööstuses. Viimastel aastatel võib aga märgata taas tolmuosakeste koguste suurenemist, mis on tingitud elektritoodangu kasvust põlevkivielektrijaamades ning seal kasutatavatest renoveerimata elektrifiltrite tööle rakendamisest (Link *et al.* 2014).

Linnaõhu keskkonnaseirel keskendutakse peente ja eriti peente osakeste kontsentratsiooni määramisele, sest need on ühed peamised inimese tervist negatiivselt mõjutavad komponendid. Peente osakeste hulk on viimastel aastatel näidanud kahanemistrende. Eriti peente osakeste mõõdetud tasemed on kõikides linna seirejaamades olnud küll madalamad

kui vastav aasta keskmine sihtväärtus ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), kuid probleeme esineb sellegipoolest, mis on enamasti lokaalset ja perioodilist laadi (Link *et al.* 2014).

2. Erinevad tolmutaaste allikad ja nende tolmutaaste eripära

2.1. Tsemenditootmisega seotud tolmutaaste

Tsement on maailmas laialt levinud mineraalse koostisega ehitusmaterjal, mille osakeste diameeter jääb vahemikku 0,05 kuni 5,0 μm ning mida toodetakse karjäärides kaevandatud savist ja lubjakivist (Abrons & Petersen 1997; Kalacic 1973). Lisaks kustutamata lubjale (CaO), mis on tsemendi üks põhilisemaid komponente, sisaldab segu veel ränioksiidi (SiO_2), alumiiniumoksiidi (Al_2O_3) ja raudoksiidi (Fe_2O_3) koostisosakesi (Scheidegger & Wieland 2001; Wang & Zhang 2001).

Tsemendi valmistamiseks jahvatatakse looduslik toormaterjal peeneks pulbriks ja muudetakse kõrgel temperatuuril põletusahjudes klinkriks. Tekkinud segu jahutatakse ja peenestatakse koos muude koostisosadega ning protsessi lõpp-produktiks on tsement. Üks põhilisi probleeme tsemendi valmistamisel on rohke mineraalse tolmu eraldumine. Peamised tsemenditolmu allikad on algne toormaterjal, põletusahjude süsteemid ja klinkri jahvatamine (Kuenen 2013).

Tsemenditolmu vesilahuse pH väärtus on üle 12 ehk tugevalt aluseline, mis mõjub happelisele keskkonnale neutraliseerivalt (Liblik *et al.* 2003). Näiteks metsa ökosüsteemide leelistumine (mulla, mullavee ja sademete pH väärtuste suurenemine) on viinud muutusteni liigilises koosseisus ja seda peetakse tsemenditolmu otseseks mõjuks (Annuka & Mandre 1995; Paal *et al.* 2013; Tuulmets 1995).

2.2. Karjääridest tulenev tolmutaaste

Avatud kaevandusaladel ehk karjäärides kaevandatakse lubjakivi, liiva, kruusa ja savi ning tekkiv tolmu on mineraalse koostisega ja leeliselise iseloomuga (Farmer 1993; Link *et al.* 2014). Karjäärid põhjustavad lisaks visuaalsetele keskkonnamuutustele ka suurtes kogustes tolmu, mille emiteerumist välisõhku on raske takistada (Farmer 1993).

Kivimite puurimine, lõhkamine, peenema kivimassi sõelumine ning valmis toodangu transportimine paiskavad atmosfääri suures koguses tahkeid osakesi (Bluvshstein *et al.* 2011). Kaevandamisel on puurimine enim tolmu tekitav protsess, kuid töö käigus saab kasutada tolmuosakeste vähendamiseks kogujaid, filtreid ja spetsiaalseid mähiseid (MinEx Health & Safety Council 2008). Samuti võib tolmu emiteerumist takistada spetsiaalsete niisutussüsteemide paigaldamisega kõige tolmurikkamate protsesside juurde, mis aga muudab kaevetööd oluliselt kallimaks (Anepaio 2012). Kivimite kuivmeetodil sõelumisel ja lõhkamisel on kõige keerulisem tolmu eraldumist kontrollida, sest vett ei saa kasutada. Tolmu tekitavad ka veokid ja muud masinad, mis kaevandustesse rajatud teedel transporttööd teostavad. Tolmu eraldumine kaevandustest on pikaajaline protsess ja selle tagajärge võib näha ka pärast seda, kui tööd on lõppenud (MinEx Health & Safety Council 2008).

Ilmastikutingimustel on väga oluline roll tolmu eraldumisel ja levimisel. Kuiva ja tuulise ilmaga paiskub karjääridest õhku kõige rohkem tolmu, mis võib kaevandustegevuse keskmest kanduda väga kaugemale, seetõttu oleks parem, kui tööd toimuvad tuulevaiksetes ja niisketes oludes. Hoolikalt ajastatud ja sobilike mehhanismidega kaevetööd vähendavad oluliselt tolmu levikut (Anepaio 2012).

2.3. Kruusateede tolmuosakeste

Kruusateed, hoolimata järjest suurenevast sillutatud teede ehitusest, on siiski maailmas levinud, kuid nende mõju keskkonnale ning elustikule on vähe uuritud (Walker & Everett 1987). Teede täitematerjaliks kasutatakse põhiliselt liiva ja kruusa. Liiv on purdsete, mis koosneb peamiselt mineraalide (vilk, kvarts, päevakivi, glaukoniit) osakestest. Kruus, mis on jämedama struktuuriga, koosneb kulutatud tard-, moonde- ja settekivimite veeristest, munakatest ning mineraalide osakestest (Önnis 2014).

Teede tolmu tekib liiklussõidukitega teepinnalt õhku paisatud osakestest, mille suurus jääb vahemikku 1 kuni 10 µm (Thompson *et al.* 1984). Kruusateede liiva ja kruusa osakesed, mis

on suuremad kui 10 µm ei eraldu oma raskuse tõttu teekattest, vaid kukuvad teele tagasi või satuvad selle äärealadele. Osakesed, mida nähakse tolmana võivad sobivates tingimustes kanduda teest kaugemale (Patterson *et al.* 1976; Thompson *et al.* 1984).

Teedelt pärineva tolmu levimine sõltub teekatte koostisest ja omadustest, tolmuosakeste suurusest ning kogusest ning teede niiskustasemest (Everett 1980). Samuti on olulised tegurid liiklustihedus, sõidukite suurus, mass ning kiirus (Everett 1980; Struss & Mikucki 1977). Tolmu levimise kaugus on oluliselt mõjutatud ka tuulekiirusest ja -suunast (Everett 1980).

Kruusateed tekitavad leeliselist tolmu, mis on kõrge kaltsiumisisaldusega (Santelmann & Gorham 1988). Tolmu otsesed mõjud ilmnevad kohe teede ehitusel (erosioon, koosluste muutused), kaudne toime väljendub tolmu akumuleerumisena veel aastaid hiljem, kui kruusateede kasutamine on lõppenud või on teostatud teekatte uuendustööd (Myers-Smith *et al.* 2006). Näiteks toimub tolmu mõjul kevadel kiirem lumesulamine teede ääres, mille tulemusena moodustuvad lumevabad alad, kus toimuvad tavapärasest varajasemad vegetatsiooniprotsessid (Walker & Everett 1987).

2.4. Maanteede tolmuosaaste

Sillutatud teede saaste koosneb paljudest erinevatest komponentidest: liiklussõidukite heitgaasid, tolmuosakesed, rehvide kulumisest eralduv tolmu ja bioloogiline materjal (Miguel *et al.* 1999). Kuna maanteede tolmuosaaste pärineb tavaliselt asfaldist ja libeduse vältimiseks teedele puistatud liivast, mis on sarnase mineraalse koostisega, siis on raske täpset saasteallikat kindlaks teha (Kupiainen *et al.* 2003; Tervahattu *et al.* 2006).

Suur kogus teede tolmuosaastet tekib lumistel talvedel, kui teede liivatamine on vajalik, see aga tõstab mineraalsete osakeste kontsentratsiooni õhus ja põhjustab tolmuosaastet. Tolmuosakesed ladestuvad lumes ning kevadel lume sulades ja teede kuivades paisatakse need liiklussõidukitega õhku (Tervahattu *et al.* 2006). Näiteks tõuseb teede liivatamise

tagajärel USA ja Jaapani külmemates piirkondades kevadel tolmuosakeste (diameeter $< 10 \mu\text{m}$) kontsentratsioon linnaõhus märgatavalt (Kupiainen *et al.* 2003). Linnateede tolmu on tõsine probleem ka Euroopa Liidus, kus õhusaaste piirväärtusi pidevalt Skandinaaviamaades kevadise tolmu hulga tõttu ületatakse (Tervahattu *et al.* 2006).

2.5. Põllumajandustegevusega kaasnev tolmuosakeste

Vähe uuritud põllumajandustegevusega seotud mineraalsele tolmuosakestele (osakeste läbimõõt $< 10 \mu\text{m}$) on viimasel ajal hakatud rohkem tähelepanu pöörama, kuna on märgatud tolmu negatiivset mõju kuiva kliimaga piirkondadele (Schenker 2000). Põldudel tekkiva tolmu põhilisteks anorgaanilisteks koostisosadeks on savi ning silikaadid, mille hulka kuuluvad kristalliseerunud ränioksiid (kvarts) ja mittekristalliline pehme ja pude ränioksiid (diatomiit) (Kirkhorn & Garry 2000). Väga kuivades piirkondades võivad silikaatide asemel mulla koostises domineerida kaltsiumkarbonaat ja lahustuvad soolad (Schenker 2000).

Maaharimisega seotud tolmu eradub kõige enam põllumaade ettevalmistusprotsessidest (kündmine, kultiveerimine ja äestamine) ning viljakoristustööde käigus. Tolmu emiteerumine sõltub nii kliimatilistest teguritest (kuivemates ja tuulisemates tingimustes eraldub tolmu rohkem) kui ka kasutatavast tehnikast ning traktorite sõidukiirusest (Atiemo *et al.* 1980).

Teiseks põllumajandusega seotud tolmuosakesteallikaks on anorgaanilised väetised (Farmer 1993). Fosfaatsete väetiste tehastest eraldub õhku suurtes kogustes leeliselisest tolmu, mis tuleneb kasutatavast toormaterjalist (apatiit, liiv, sooda). Sobivates ilmastikutingimustes (näiteks tugeva tuulega) levib tekkinud tolmu saasteallikat ümbritsevatele aladele, põhjustades tehaste läheduses keskkonna pH tõusu ja mõnede väetise koostisosade kontsentratsiooni kasvu mullas (Langer & Guënter 2001).

3. Tolmusaaste mõju samblike morfoloogiale ja füsioloogiale

Samblik on liitorganism, mis koosneb seenest ehk mükobiondist ja fotosünteesivast komponendist ehk fotobiondist. Mükobiondiks on tavaliselt kottseen, harva ka kandseen, mis tihti vabaltelavana ei eksisteerigi, kuna on kohastunud eluks sambliku talluses. Fotobiondiks on kas rohevetikas või tsüanobakter, mis on võimeline anorgaanilistest ühenditest tootma orgaanilisi. Fotosünteesivaks komponendiks on harilikult rohevetikad perekondadest *Protococcus*, *Trebouxia*, *Chlorella*, ja *Trentepohlia* ning tsüanobakterid *Scytonema*, *Nostoc*, *Stigonema* ja *Gloeocapsa* (Trass & Randlane 1994).

Õhusaaste mõju samblikele on otseselt seotud mükobiondi energia vajadusega. Mida tugevamalt mükobiont sõltub fotobiondist, seda vastuvõtlikum on samblik õhusaastele (Beltman *et al.* 1980). Näiteks kunstlike väetiste tolmu nõrgendab sümbiootilist suhet mükobiondi ja fotobiondi vahel, mis kohati viib vetikarakkude iseseisvumiseni tallusest (Kauppi 1980). Fotobiontidest on tsüanobakterid õhusaate osas tundlikumad, kuna erinevalt rohevetikaga samblikest vajavad nad fotosünteesiks vedelal kujul vett, mitte ei omasta seda otse õhust (Nash 2008).

Tolmul võib olla kas otsene mõju samblikele või kaudne toime nende kasvupinnasele ehk substraadile. Otseseks mõjuks on näiteks samblike talluse kattumine tolmu, mille tagajärjel on häiritud organismi gaasivahetus väliskeskkonnaga ja see võib põhjustada talluse närbumist (Farmer 1993). Ühtlasi võib tolmu takistada talluse mükobiondi rakumembraanide läbilaskevõimet ja raskendada seeläbi toitainete omastamist (Farmer 1993; Kauppi 1980). Samuti võivad ilmned silmaga nähtavad vigastused ning sambliku produktiivsuse langus saastunud kasvukeskkonnas (Farmer 1993). Lisaks eelnevalt mainitud sambliku elutegevusprotsessidele, mõjutab tolmuõhusaaste fotosünteesimehhanisme, aminohapete sünteesi ja hapniku tarbimist (Kauppi 1980; Pearson & Rodgers 1982).

Sambliku nekrootilisi muutusi põhjustavad näiteks tsemenditolmu koostises olevad raskmetallid, mis vee abil tallusesse imenduvad. Selle protsessi tagajärjel õhukese vetikakihi rakud surevad ja talluse välispinnal ilmnevad nähtavad närbumistunnused. Pealmine

seenehüüfidest kiht peaks kaitsma fotobiondi rakke talluse sees, kuid õhusaastetingimustes on see saasteosakeste edasikandja (Józwiak 2009). Vastupidiselt tsemenditolmule põhjustab põllumajanduses kasutatavate kunstlike väetiste tolmu talluse kasvu aktiveerumist, mille käigus fotobiondi rakud suurenevad, nende arv kasvab ning sambliku tallus muutub lopsakamaks ja rohelisemaks (Kauppi 1980).

Talluses akumulunud saasteosakesed muudavad membraanide läbilaskevõimet ionidele, millega kaasneb elektrolüütide (kaalium, magneesium) kadu, tekitades sambliku normaalse elutegevuse häireid (Nash 2008). Garty *et al.* (1998) uurimuse põhjal leiti seos samblikes ladestunud tolmu saasteosakeste ja rakumembraanide lagunemise vahel. Mida rohkem saasteosakesi on talluses akumulunud, seda väiksem on samblike vitaalsus (Garty *et al.* 1998).

Tolmusaaste häirib samblike ühe kõige olulisema protsessi – fotosünteesi mehhanisme (Farmer 1993). Zaharopoulou *et al.* (1993) uurimuse käigus märgati, et suurel hulgal lubjakivi tolmusaastet põhjustab fotosünteesi protsessides osalevate klorofüllide ja feofütiini lagunemist tõusva rosettsambliku (*Physcia adscendens*) talluses ning see on tugevalt seotud distantiga saasteallikast. Kuid näiteks põllumajanduses kasutatavate lämmastikurikaste väetiste tolmu vastupidiselt mõjub nähtava fotosünteesi tõstjana ning suurendab klorofüllide kontsentratsiooni (Farmer 1993; Kauppi 1980).

Tolmusaaste kaudse mõjuna saab välja tuua substraadi pH ja keemiliste ühendite hulga muutumise, mis samblike kasvu mõjutavad (Farmer 1993). Soomes Kolari tsemenditehase ja lubjakivi karjääri ümbruses täheldati, et tsemenditolmu õhusaaste mõjul muutub perekond narmassamblike (*Bryoria*) keemiliste ühendite sisaldus talluses. Samblike kaltsiumi kontsentratsioon kasvas tsemenditehasele liginedes, teiste elementide sisalduse muutusi ei täheldatud (Kortesharju & Kortesharju 1989).

4. Tolmusaaste toime samblike mitmekesisusele

4.1. Tsemenditootmisest eralduva tolmu saaste mõju samblike mitmekesisusele

Tsemenditolmu saaste põhjustab märkimisväärsed muutusi samblike kooslustes, mis kasvavad toitainetevaestes tingimustes, näiteks happelistel kivipaljanditel ja puukoorel (Gilbert 1976; Martin & Nilson 1992). Lisaks omab tsemenditolm kuivatavat efekti, mis võimaldab kserofiilsetel ehk kuivalembestel samblikel kasvamist tsemenditehase ümbruses (Loppi & Pirintsos 2000; Paoli *et al.* 2014).

Gilbert (1976) märkas esmakordselt tsemenditehasest eralduva leeliselise tolmu saaste mõju samblike mitmekesisusele. Uuritud piirkonnas täheldati, et harilikule saarepuule (*Fraxinus excelsior*) omased atsidofiilsed ehk happelembesed samblikud asendusid substraadina kive ning eutrofeerunud ehk toitaineterikast puukoort eelistatavatega (Farmer 1993). Saare koore mõõdetud pH väärtused olid tavapärasest kõrgemad ning seda võib pidada saaste mõju otseseks tagajärjeks (Gilbert 1976).

Tsemenditehase lähedal tolmu tugeva reostuse tõttu samblikud praktiliselt puudusid. Sellele järgnes liigirikka koosseisuga tsoon, kus märgati kasvamas saarele mitteomaseid samblikke. Näidetena võib tuua köber-kuldsambliku (*Caloplaca decipiens*), *Catillaria chalybeia*, lubi-lehtersambliku (*Aspicilia calcarea*), *Lecanora campestris* ja *Lecidella scabra*, mis on epiliitsed ehk kivil kasvavad samblikud. Eelmainitud invasiivsed epiliidid kasvasid ainult tüvede alumistes osades ja suurematel okstel, samal ajal kui tolmu saastele eriti omased korpsamblikud (*Xanthoria sp.*) olid levinud üle kogu puu (Gilbert 1976).

Tsemenditehasest umbes kahe kilomeetri kaugusel liigiline mitmekesisus taas vähenes. Liigirikkas tsoonis ilmunud saarele ebatüüpilised samblikud muutusid harvem esinevateks ning katvus korpsamblikega oli kogu puu ulatuses väiksem. Samuti vähenes distantsti kasvades puude koore pH ning sagedasemateks samblikeks olid *Bacidia umbrina*, *Candelariella vitellina*, *Caloplaca holocarpa*, harilik korpsamblik (*Xanthoria parietina*) ja rosettsamblikud (*Physcia*) (Gilbert 1976).

Viie kilomeetri kaugusel saasteallikast oli leeliselise tsemenditolmu saaste mõju peaaegu olematu. Toimus saastamata piirkondadele iseloomulike hariliku hallsambliku (*Hypogymnia physodes*) ja kivi-lapiksambliku (*Parmelia saxatilis*) taasilmumine. Kui tolmu saaste kontsentratsioon väheneb, siis saastamata piirkonnale iseloomulik liigiline koosseis taastub, kuid üleminekutsoonid happelembestelt samblikelt toitaineterikast puukoort eelistatavatele on siiski eristatavad (Gilbert 1976).

Samuti täheldati, et Kunda tsemenditehase ümbruses hariliku männi (*Pinus sylvestris*) happelisele koorele iseloomulike samblike koosseis oli muutunud. Saasteallikale lähenedes männikoore samblikud, näiteks rooste-varjusamblik (*Chaenotheca ferruginea*), kollane lagusamblik (*Parmeliopsis ambigua*), hall karesamblik (*Pseudevernia furfuracea*), jahulöövesamblik (*Lepraria incana*), vagu-lapiksamblik (*Parmelia sulcata*), harilik hallsamblik, kollane lõhnasamblik (*Evernia prunastri*) ning habesamblikud (*Usnea*) ja narmassamblikud asendusid tavaliselt laiahistel puudel kasvavate või substraadina lubjakivi eelistatavatega. Näidetena võib tuua *Caloplaca holocarpa*, müüri-liudsambliku (*Lecanora dispersa*), hägutõmmusambliku (*Phaeophyscia orbicularis*), tõusva rosettsambliku ja hariliku korpsambliku (Martin & Nilson 1992).

Tavaliselt kasvab hägutõmmusamblik nii laiahistel puude koorel kui ka lubja- ja graniitkivil (Randlane *et al.* 2004; Randlane *et al.* 2011). *Caloplaca holocarpa* on eriti levinud tolmu saastatud piirkondades. Harilikult kasvab see samblik karbonaatsetel kivimitel, harvem puutüvedel ning on hea indikaator tolmu saaste kindlaks tegemiseks (Martin *et al.* 1990). Harilik korpsamblik on lämmastikulembene samblik, mis levib lisaks puidule ka kivil ja betoonil, ning on väga tolerantne õhusaaste suhtes (Randlane *et al.* 2011). Müüri-liudsamblik kasvab tavaliselt kivipinnal, kuid võib ka esineda puukoorel ja puidul. Tõusev-rosettsamblik eelistab lehtpuude tüvesid ja oksi ning on õhusaastet mõõdukalt taluv samblik (Trass & Randlane 1994).

Sarnaseid tendentse on täheldatud ka Poolas. Seal asuva Kujawy tsemendi- ja lubjakivitehase poolt eralduva kaltsiumirikka aluselise tolmu mõjul muutus läheduses asuvate mändide koore pH leeliselisemaks ja nendel kasvavate samblike kaltsiumisisaldus suurenes. Tolmu saastatud piirkonnas olid männikoorel sagedasteks samblikeks *Lecania cyrtella*, *Caloplaca*

holocarpa, harilik korpsamblik, rips-rosettsamblik (*Physcia tenella*), *Lecanora hagenii* ja hägutõmmusamblik (Senickzak *et al.* 1999). *Lecania cyrtella* eelistab peamiselt toitaineterikast lehtpuude koort. Rips-rosettsamblik kasvab leht-ja okaspuude tüvedel ning okstel, vahel ka kivil ning talub õhusaastet suhteliselt hästi (Randlane *et al.* 2011). *Lecanora hagenii* levib peamiselt lehtpuude koorel ja puidul (Randlane *et al.* 2004). Seega enamus tsemendivabrikute ümbruses kasvanud samblike eelistab substraadina toitaineterikast puukoort ning kive ja on seetõttu happelisele koorele ebatüüpilised (Senickzak *et al.* 1999).

4.2. Karjäärade tolmuasaaste mõju samblike mitmekesisusele

Lubjakivi karjäärade tolmuasaaste mõju samblike mitmekesisusele uuriti Põhja-Kreekas värvitamme (*Quercus coccifera*) ja Kesk-Itaalias karvase tamme (*Quercus pubescens*) puudel (Loppi & Pirintsos 2000). Täheldati, et peamine epifüütsete samblike koosseisu mõjutaja on distantne saasteallikas (Gilbert 1976; Loppi & Pirintsos 2000).

Kõige lähemal karjäärade läheduses oli samblike mitmekesisus toitainetevaese koorega tammedel madal. Valitsevateks samblikeks olid tõusev rosettsamblik, harilik korpsamblik ja *Lecanora horiza*. Ligi 50 meetri kaugusel karjääridest lisandusid eelpoolt nimetatud samblikele liimjas liibsamblik (*Hyperphyscia adglutinata*), *Lecanora chlorotera*, piirkärnsamblik (*Lecidella elaeochroma*) ja kollane lõhnasamblik. Enamus neid samblike on nitrofiilsed ehk lämmastikulembesed või toitainetega rikastunud puukoort eelistavad samblikud (Loppi & Pirintsos 2000). Kuna lubjakivi karjäärade tolmuasaaste muudab koore pH aluselisemaks ning rikastab puukoort mineraalainetega, on selliste koosluste kasvamine värvitammedel võimalik (Zaharopoulou *et al.* 1993).

Karjääridest 500 meetrit eemal oli tammedel kõige rikkalikum samblike mitmekesisus. Sagedaseks oli kollane lõhnasamblik ning ilmusid uued liigid, näiteks harilik härmasamblik (*Physconia distorta*) ja täpiline rosettsamblik (*Physcia aipolia*). Leiti ka mitte-nitrofiilseid ketas-lumisamblike (*Pertusaria albescens*) ja lõövesamblike (*Lepraria*) ning *Xanthorion*-kooslusesse mitte kuuluvad samblike: lapiksamblikud (*Parmelia*), *Normandina pulchella* ja

Parmotrema chinense. Taasilmus ka harilik kitsesamblik (*Parmelia caperata*), mis on värvi- ja karvastele tammedele omane samblik (Loppi & Pirintsos 2000).

Samblikele pole karjäärade tolmuosaaste puhul oluline, kas tegemist on liiva- või lubjakivikarjääri tolmuaga, samuti ei oma tähtsust tolmu koostis (Loppi & Pirintsos 2000). Leeliselise tolmu primaarseks efektiks on puukoore pH tõusmine. Sekundaarse mõjuna toimub koore toitainetega rikastumine, mis viib happелеmbeste samblike asendumiseni nitrofiilsetega. Selline muutunud liigiline koosseis võib püsida mitmeid aastaid ka pärast karjäärade kasutamise lõpetamist (Gilbert 1976).

4.3. Kruusateedest tuleneva tolmuosaaste mõju samblike mitmekesisusele

Kruusateede tolmu mõju samblike mitmekesisusele uuriti Arktika tundrapiirkonnas, kus valitsevad tundlikud ja aeglaselt taastuvad ökosüsteemid. Teede ääres märgati mulla pH tõusu, mille tagajärjeks oli alale iseloomuliku liigilise koosseisu muutumine või puudumine (Walker & Everett 1987). Mulla leelistumise käigus teede ääres kasvavate soontaimede arv suureneb ning need varjutavad epigeiide ehk maapinnal kasvavaid samblikke (Conti & Cecchetti 2001; Cornelissen *et al.* 2001; Walker & Everett 1987).

Tundrale omased samblikud, näiteks maapinnal kasvavad põdrasamblik (*Cladina*) ja kilpsamblik (*Peltigera*), puudusid kuni 10 meetri kauguseni teest. Samuti esinesid harva tinasamblikud (*Stereocaulon*) ja järgnevad käosamblikud (*Cetraria*): harilik tundrasamblik (*Cetraria cucullata*), islandi käokõrv (*Cetraria islandica*) ja lumi-tundrasamblik (*Cetraria nivalis*) (Walker & Everett 1987). Epifüütsed samblikud olid samuti tolmuosaastest mõjutatud: tuustsamblikke (*Alectoria*), habesamblikke, rihmsamblikke (*Ramalina*), rosettsamblikke, ja lapiksamblikke ei leitud kuni 35 meetri kauguseni teest (Farmer 1993; Walker & Everett 1987). Tolmu mõjuala ulatub umbes 100 meetrini, mille järel loomulik liigiline koosseis taastub (Walker & Everett 1987).

4.4. Maanteedega seotud tolmuosakeste ja selle mõju samblike mitmekesisusele

Maanteedega seotud saaste koosneb väga paljudest erinevatest toksilistest komponentidest: väävli- ja lämmastikuühendid, tolmuosakesed, süsinikoksiid ja muud keemilised ained. Seetõttu on keeruline eristada, missugune õhusaaste koostisesse kuuluv ühend täpselt põhjustab muutusi samblike mitmekesisuses (Guasta 2000). Teede läheduses saaste hulk suureneb, kuid eemaldudes saasteosakeste kontsentratsioon väheneb. Domineerivad lämmastikulembesed samblikud, mis asendavad saastetundlikke (Madl *et al.* 2010).

Tallinnas täheldati, et linnateede ääres kasvavate harilike mändide koore pH tõusis teede läheduses ja oli muutunud happelisest peaaegu neutraalseks. Sellest tulenevalt samblike koosseis muutus ja arv suurenes teede ääres. Mändidele ilmuvad liigid, mis on lämmastikulembesed või eelistavad neutraalset substraati, näiteks *Caloplaca holocarpa*, tera-sädesamblik (*Candelariella xanthostigma*), *Lecanora hagenii* ja rips-rosettsamblik. Samas kasvasid uuritud aladel ka männile iseloomulikke samblikke, näiteks treppsoomussamblik (*Hypocenomyce scalaris*), harilik hallsamblik ja hall karesamblik. Mainitud piirkonnas oli suur koore pH varieeruvus, mis viitab asjaolule, et tolmuosakeste ei mõju kogu tüve ulatuses ühtlaselt ning võimaldab ka osadel happelimestel samblikel ellu jääda. Hariliku pärna (*Tilia cordata*) koore pH ei erinenud oluliselt saastamata aladel mõõdetud väärtustest, küll aga vähenes samblike mitmekesisus teede ääres kasvanud puudel (Marmor & Randlane 2007).

Austrias Salzburgi lähedal paikneva maantee ääres täheldati, et tolmuosakeste mõjul sileda koorega noortel puudel, nagu mägivaher (*Acer pseudoplatanus*), harilik saar, harilik pöök (*Fagus sylvatica*), esinesid kooslused, kuhu kuulusid kibe-lumisamblik (*Pertusaria amara*), harilik koobassamblik (*Thelotrema lepadinum*) ja *Opegrapha rufescens*. *Lobarion*-kooslused, milles olid näiteks väike nõgisamblik (*Parmeliella triptophylla*), *Ochrolechia androgyna* ja harilik kopsusamblik (*Lobaria pulmonaria*), kasvasid väikeste fragmentidena. Harilik kopsusamblik on keskkonna saastatuse suhtes tundlik ning peetakse vanade metsade liigiks, nagu ka väikest nõgisamblikku (Randlane *et al.* 2011). Tsüanobakteriga suursamblikud, nagu perekond neersamblik (*Nephroma*), serva-kilpsamblik (*Peltigera collina*), haava-tardsamblik (*Leptogium saturninum*) olid muutunud harva esinevateks (Madl *et al.* 2010). See on

põhjustatud asjaolust, et tsüanobakteriga samblikud on õhusaaste osas väga tundlikud (Nash 2008).

On olemas seos muutunud samblike koosluste ja tee kauguse vahel, mis viitab liikluse poolt põhjustatud saaste tähtsusele linnaõhus. Selline koosluste muutumine, mis on tekitatud tolmu- ja õhusaaste kui liikluse kõrval efekti poolt, tuleneb kütuse põletamisest, rehvide ja asfaldi kulumisest ning teede liivatamisest talveperioodil (Marmor & Randlane 2007).

4.5. Põllumajandustegevusega seotud tolmu- ja õhusaaste mõju samblike mitmekesisusele

Põllumajandustegevus (vilja- ja loomakasvatus ning väetamine) rikastab keskkonda toitaine- ja mikroelementidega (lämmastikuga) ning selle tagajärjel suureneb lämmastikulembeste epifüütsete samblike kasv ja esinemissagedus puudel (Pirintsos *et al.* 1998). Lämmastiku kontsentratsiooni tõus elupaikades toimub kariloomade uriini ja ekskreetide ning kunstlike väetiste kasutamise tõttu. Kuid võib oletada, et nitrofiilsete samblike arvu suurenemine ei tulene mitte lämmastiku vabast kättesaadavusest, vaid puukoore leeliselisemaks muutumisest (Fratini *et al.* 2007; Wolseley *et al.* 2006).

Epifüütsete samblike kooslusi uuriti Inglismaal Norfolkis ja Devonis, et hinnata muutusi, mis on toimunud kivitamme (*Quercus petraea*) tüvedel ja okstel põllumajandustegevusega seotud tolmu- ja õhusaaste mõju tõttu. Leiti, et mida kõrgem ammoniaagi kontsentratsioon, seda madalam on samblike mitmekesisus okstel, kuid tüvede puhul sellist seost ei tuvastatud. Puude tüvedel olid sagedasteks samblikeks happelimesed kollane lõhnasamblik ning hallsamblikud (*Hypogymnia*) ja habesamblikud. Okstel domineerisid nitrofiilsed korpsamblikud ja rosettsamblikud (Wolseley *et al.* 2006).

Mõlema piirkonna samblikud, mis kasvasid noore koorega okstel, peegeldasid hetkelist atmosfääri ammoniaagi taset. Tüvedel kasvavad liigid võivad olla seevastu reliktid ja neid saab seostada möödunud aja olukorraga. Näiteks Devonis kasvasid puude tüvedel pikale ökoloogilisele stabiilsusele viitavad samblikud: harilik kopsusamblik, *Teloschistes flavicans*,

Punctelia reddenda ja habesamblikud (Wolseley *et al.* 2006). Norfolkis sellised samblikud puudusid, millest saab järeldada, et piirkonnas on keskkonnatingimused muutunud (Wolseley & James 2002).

Uurimusest selgub, et happelembeste samblike kadumine toimub enne invasiivsete lämmastikulembeste samblike ilmumist, mis on seotud koore pH väärtuste tõusuga. Kõrgem okste koore pH võimaldab ära hoida happelembeste samblike sissetungi ja soodustab nitrofiilsete samblike kiiret koloniseerumist. Atsidofiilsete samblike esinemine puude tüvedel, millel mõõdeti palju madalam pH kui okstel, lubab oletada, et oksad on tundlikumad ammoniaagi hulga muutustele. Ammoniaagi teatud kontsentratsioonid tõstavad samblike mitmekesisust, seevastu suurtes kogustes vähendab seda. Väga kõrge ammoniaagi tase on aga mürgine, nii happelembestele kui ka lämmastikulembestele samblikele (Wolseley *et al.* 2006).

5. Tolmusaaste indikaatorliigid

Peamine põhjus, miks samblikke kasutatakse biomonitooringus, seisneb nende kaitsefunktsiooni puudumises, mistõttu omastavad nad välisõhust kergesti keemilisi ühendeid ja on erakordselt tundlikud õhu seisundi muutuste suhtes (Weissman *et al.* 2006). Samuti on samblikud oma aeglase kasvu ning aastaringse aktiivsuse tõttu õhusaaste hindamisel eelistatumas seisus kui teised organismid, võimaldades teha pikaajalisi keskkonnaseisundi analüüse (Conti & Cecchetti 2001).

Harilik mänd on tolmu õhusaaste hulga hindamisel üks enamkasutatavaid puuliike, sest saaste mõjusid on puukoorel kerge jälgida. Männikoore pH on looduslikult happeline ja toitainetevaene. Tolmusaaste mõjul suureneb koore sisalduvate toitainete hulk ja pH väärtus ning drastiliselt muutub männile iseloomulik liigiline koosseis ja liigirikkus (Martin & Nilson 1992). Üldine bioindikatsiooniline seaduspärasus on: mida suurem saasteainete kontsentratsioon õhus, seda vaesem samblike koosseis, väiksem samblikega katvus ja madalam vitaalsus (Martin *et al.* 1990).

Kirjanduses avaldatud andmete põhjal on tolmusaaste indikaatoriteks happelise koorega männil ja ka kuusel järgmised samblikud:

- hägu-tõmmusamblik (*Phaeophyscia orbicularis*),
- tõusev rosettsamblik (*Physcia adscendens*),
- täpiline rosettsamblik (*Physcia aipolia*),
- kahtlane rosettsamblik (*Physcia dubia*),
- tähtjas rosettsamblik (*Physcia stellaris*),
- rips-rosettsamblik (*Physcia tenella*),
- harilik korpsamblik (*Xanthoria parietina*),
- viljakas korpsamblik (*Xanthoria polycarpa*),
- pisi-korpsamblik (*Xanthoria candelaria*) (lisa 1; Marmor & Randlane 2007; Smith *et al.* 2009; van Herk 2001; Wirth 1995).

Substraadi pH muutusi peetakse kõige tähtsamaks omaduseks, millele samblikud reageerivad (Spier *et al.* 2010). Tolmuga saastunud piirkonnas toimunud epifüütse samblike

bioota asendumisi seostatakse tihti koore pH muutustega (Marmor & Randlane 2007; van Herk 2001). Samblike rakendamine bioindikaatoritena jälgimaks saaste mõjusid keskendub väga tihti puude tüvede seisundi uurimisele, aga puude oksad võivad olla isegi paremad infoallikad hindamaks välisõhu seisundit. Samuti tuleks lisaks koore pH väärtuste kõikumisele tähelepanu pöörata ka atmosfääris toimuvatele muutustele, näiteks kliimaatilistele teguritele (Wolseley *et al.* 2006).

6. Arutelu

Lubjakivi karjääride ja tsemenditehaste tolmusaaste on oma koostiselt ja tekkelt sarnane ja seetõttu on nende mõju samblike mitmekesisusele küllaltki ühesugune. Kaltsiumi sisaldus suureneb samblikes tsemenditehaste ja lubjakivi karjääride ümbruses, kuna tootmise käigus vabaneb õhku suurtes kogustes kaltsiumirikast tolmu (Gilbert 1976). Tolmu ladestumine tsemendivabrikute ja lubjakivikarjääride ümbruses tõstab oluliselt puukoore pH. Olenevalt puuliigist ja saateainete koormusest, muutub puukoore pH neutraalsemaks või aluselisemaks (Farmer 1993). Selliste saasteallikate läheduses esinevad samblikud, mis tavaliselt kasvavad toitaineterikkal puukoorel (perekond rosettsamblik ja korpsamblik) ning on leeliselise tolmusaaste suhtes tolerantsemad. Kui puukoor on tugevasti eutrofeerunud, siis võivad sellel esineda epiliitsed samblikud, nagu köber-kuldsamblik, *Catillaria chalybeia*, lubi-lehtersamblik, *Lecanora campestris* ja *Lecidella scabra* (Farmer 1993).

Epifüütsed samblikud on otseselt mõjutatud tolmu ladestumise füüsilisest efektist: tolmusaaste allika ligiduses on enamus liigid nitrofiilid (Loppi & Pirintsos 2000). Samuti soodustab tsemenditolmu kuivatav efekt kserofiilsete ehk kuivalembeste samblike kasvamist tsemenditehase läheduses (Loppi & Pirintsos 2000; Paoli *et al.* 2014).

Kruusateede tolmu on oma koostiselt suhteliselt sarnane lubjakivi karjääride ja tsemenditehaste tööde käigus tekkivale tolmule. See on segu lubjakivi tolmust ja liiklussõidukite heitgaaside saastest, mida on teineteisest raske eristada (Walker & Everett 1987). Maanteede tolmu sisaldab erinevaid toksilisi komponente, näiteks väävli- ja lämmastikuühendeid, süsinikoksiidi ja muid keemilisi aineid (Guasta 2000). Üldine seaduspärasus on: teede ääres samblike katvus oluliselt väheneb. Teeäärsete muldade aluselisemaks muutumise käigus võib tekkida aladele iseloomulike epigeiidide koosluste asendumine soontaimedega (Conti & Cecchetti 2001; Cornelissen *et al.* 2001; Walker & Everett 1987). Kuigi teedelt pärineval tolmusaastel on õhusaastes oluline roll, võivad muutused olla tingitud ka muudest saasteainetest, näiteks lämmastikoksiidi suurest kontsentratsioonist linnaõhus (Marmor & Randlane 2007). Vaatamata sellele, et teedega seotud tolmusaaste on kompleksne segu erinevatest saasteainetest, muutub teede äärsete

epifüütsete samblike mitmekesisus sarnaselt tsemenditehaste ja karjäärde tolmuasaastega: domineerivad nitrofiilid või eutrofeerumisele viitavad liigid, tundlike tsüanobakteritega samblike hulk väheneb.

Põllumajandustegevusega kaasneva tolmuasaaste toime muutub koore pH leeliselisemaks. Selle tagajärjel võib märgata tolmuasaaste allikate ümbruses lämmastikulembeste samblike arvu kasvu, sest elupaikade toitainete sisaldus suureneb lubja-, lämmastiku-, kaaliumi- ja fosfaadiühendeid sisaldavate väetiste kasutamise tõttu, (Pirintsos *et al.* 1998; Righi *et al.* 2005).

Kokkuvõtvalt võib väita, et töös käsitletud erinevate tolmuasaaste tüüpide mõjul toimuvad samblike kooslustes järgnevad sarnased muutused:

- atsidofiilsete samblike asendumine toitainerikkale puukoorele iseloomulike, nitrofiilsete, kuivalembeste ning õhusaastet taluvate samblikega,
- epiliitsete samblike ilmumine puukoorele,
- samblike mitmekesisuse tõus või langus, sõltuvalt saastekoormusest ning lähtetingimustest,
- samblike kadumine (“samblikukõrb”) eriti tugevalt tolmu saastatud aladelt.

Samuti tuleb tähelepanu pöörata asjaolule, et lisaks tolmuasastele mõjutavad samblike kasvu ja mitmekesisust ka muud keskkonna ökoloogilised tegurid (ilmastikutingimused, toitainete hulk, niiskustase, valgus), mis võivad kooslusi märkimisväärselt muuta (Guasta 2000). Veel tuleb jälgida samblike kasvukoha saastekoormust ja lähtetingimusi.

Kokkuvõte

Käesolevas töös kirjeldati tolmutaastet ja tutvustati lühidalt selle erinevate tüüpide eripärasid, mõju samblike morfoloogiale, füsioloogiale ning toimet mitmekesisusele. Samuti koostati ülevaade peamistest samblike indikaatoritest, mida kasutatakse tolmutaaste tuvastamisel ning analüüsi tolmutaaste mõjude sarnasusi ja erinevusi samblike mitmekesisusele ja koosluste esinemisele.

Tahketest ja peentest osakestest tulenev õhusaaste ehk tolmutaaste pärineb paljudest erinevatest allikatest, millest osad on antropogeensed ja mõned looduslikku päritolu. Inimtekkelised tahked osakesed pärinevad peamiselt tsemenditehastest, karjääridest, teede katetest ning põllumajandustegevusest.

Tolmutaaste on olnud Eestis pidevalt aktuaalne keskkonnaprobleem. Kohalike tööstusettevõtete poolt tekitatud saastest enamuse moodustavad tahked leeliselised heitmed, mis halvendavad inimeste elukvaliteeti ja muudavad ökosüsteemide liigilist koosseisu. Kuigi võrreldes 1990. aastatega on üldine saaste kontsentratsioon vähenenud, on tahkete osakeste saaste hulk endiselt muret tekitav.

Samblike kasutatakse tolmutaaste tuvastamiseks nende erakordse tundlikuse tõttu õhukvaliteedi muutuste suhtes. Tolmutaaste indikaatoriteks happelise koorega männil ja kuusel on järgmised samblikud: hägu-tõmmusamblik, tõusev rosettsamblik, täpiline rosettsamblik, kahtlane rosettsamblik, tähtjas rosettsamblik, rips-rosettsamblik, pisi-korpsamblik, harilik korpsamblik ja viljakas korpsamblik.

Tolmutaaste tüübid omavad küll spetsiifilisi omadusi, kuid võib täheldada ka mitmeid nende mõjul toimuvaid sarnaseid samblike mitmekesisuse ja koosluste muutusi: atsidofiilsete samblike asendumine toitaineterikkale puukoorele iseloomulike, nitrofiilsete, kuivalembeste ning õhusaastet taluvate samblikega, epiliitsete samblike ilmumine puukoorele, samblike mitmekesisuse tõus või langus, sõltuvalt saastekoormusest ja lähtetingimustest, samblike kadumine ("samblikukõrb") eriti tugevalt tolmutaastatunud aladelt.

Summary

The effect of dust pollution on lichens diversity

The aim of this study was to characterize different types of particulate matter pollution or dust pollution, its impact on morphology and physiology of lichens, to describe the influence of dust pollution on diversity of lichens and lichens composition, to get an overview of dust pollution indicators and to analyse the response of lichen diversity and lichens composition under different types of dust pollution.

Dust pollution or particulate matter pollution originates from various sources. Dust pollution may have anthropogenic or natural origin. The sources of anthropogenic dust pollution are cement works, quarries, unpaved and paved roads and agricultural activities.

Dust pollution has always been an environmental issue in Estonia. The large amount of air pollution was formed by alkaline particulate matters, which were emitted from local industries. Dust pollution affects strongly the quality of life and changes natural ecological conditions. The total quantity of pollutants has decreased in Estonia, although the amount of dust pollution is still remarkable.

Lichens are widely used as bioindicators of air pollution due to their particular sensitivity to air quality changes. Dust pollution indicators on pine and spruce trees are: *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia adscendens*, *Physcia aipolia*, *Physcia dubia*, *Physcia stellaris*, *Physcia tenella*, *Xanthoria candelaria*, *Xanthoria parietina* and *Xanthoria polycarpa*.

There are various types of anthropogenic dust pollution with their peculiarities, but it can be distinguished general changes of lichens diversity and lichens composition in areas of dust pollution: replacement of acidophilic lichens to nitrophilic lichens, xerophilic lichens and tolerant lichens to air pollution, appearance of epilithic lichens on a tree bark, an increase or a decrease of lichens richness (depending on the pollutant load and initial conditions), disappearance of lichens ("lichen desert") from heavily polluted areas.

Tänuavaldused

Tänan oma juhendajat Polina Degtjarenkot, kes oli töö valmimisel suureks abiks. Veel tahan tänada Annika Jürimäed, Mari Lusti, Maibell Neemsalu, Merle Praaklit, Sigrid Kuuske ning oma perekonda suure toetuse eest.

Kasutatud kirjandus

Abrons, H. L., Petersen, M. R. 1997. Chest radiography in portland cement workers. *Journal of Occupational Environmental Medicine* 39: 1047–1054.

Annuka, E., Mandre, M. 1995. Soil responses to alkaline dust pollution. In: Mandre, M. (ed.). *Dust Pollution and Forest Ecosystems. A Study of Conifers in an Alkalized Environment*. Institute of Ecology, Tallinn, p. 33–47.

Atiemo, M., Yoshida, K., Zoerb, G. 1980. Dust Measurements in Tractor and Combine Cabs. *Transactions of the ASAE* 23: 571–576.

Beltman, I. H., de Kok, L. J., Kuiper, P. J. K., van Hasselt, P. R. 1980. Fatty acid composition and chlorophyll content of epiphytic lichens and a possible relation to their sensitivity to air pollution. *Oikos* 35: 321–26.

Bluvshtein, N., Mahrer, Y., Sandler, A., Rytwo, G. 2011. Evaluating the impact of a limestone quarry on suspended and accumulated dust. *Atmospheric Environment* 45: 1732–1739.

Conti, M., Cecchetti, G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. *Environmental Pollution* 114: 471–492.

Cornelissen, J. H. C., Callaghan, T. V., Alatalo, J., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A., Hik, D., Hobbie, S., Press, M., Robinson, C. H. 2001. Global change and arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* 89: 984–994.

Everett, K. 1980. Distribution and properties of road dust along the northern portion of the Haul Road. In: Brown, J., Berg, R. L. (eds). *Environmental engineering and ecological baseline*

investigations along the Yukon River–Prudhoe Bay Haul Road. Hanover, N. H., U. S. Army Corps of Engineers, Cold Regions Research and Engineering Laboratory Report, p. 101–128.

Farmer, A. M. 1993. The effects of dust on vegetation – A review. *Environmental Pollution* 79: 63–75.

Fрати, L., Santoni, S., Nicolardi, V., Gaggi, C., Brunialti, G., Guttova, A., Gaudino, S., Pati, A., Pirintsos, S., Loppi, S. 2007. Lichen biomonitoring of ammonia emission and nitrogen deposition around a pig stockfarm. *Environmental Pollution* 146: 311–316.

Garty, J., Cohen, Y., Kloog, N. 1998. Airborne elements, cell membranes, and chlorophyll in transplanted lichens. *Journal of Environmental Quality* 27: 973–979.

Gilbert, O. L. 1976 An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *Lichenologist* 8: 173–178.

Guasta, M. 2000. Angular distribution of epiphytic lichens on Tilia trees as a result of car traffic. *Allionia* 37: 233–240.

Jóźwiak, M. 2009. Influence of cement industry on accumulation of heavy metals in bioindicators. *Ecological Chemistry and Engineering* 16: 323–334.

Kalacic, I. 1973. Chronic nonspecific lung disease in cement workers. *Archives of Environmental Health An International Journal* 26: 78–83.

Kauppi, M. 1980. The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. *Acta Universitatis Ouluensis* 101: 1–25.

Kirkhorn, S. R., Garry, V. F. 2000. Agricultural lung diseases. *Environmental health perspectives* 108: 705–712.

Kortesharju, M., Kortesharju, J. 1989. Studies on epiphytic lichens and pine bark in the vicinity of a cement works in northern Finland. *Silva Fennica* 23: 301–310.

Krewski, D., Burnett, R., Jerrett, M., Pope, C. A., Rainham, D., Calle, E., Thurston, G., Thun, M. 2005. Mortality and long-term exposure to ambient air pollution: ongoing analyses based on the American Cancer Society cohort. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 68: 1093–1109.

Kupiainen, K., Tervahattu, H., Räisänen, M. 2003. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Science of the Total Environment* 308: 175–184.

Langer, U., Guënter, T. 2001. Effects of alkaline dust deposits from phosphate fertilizer production on microbial biomass and enzyme activities in grassland soils. *Environmental Pollution* 112: 321–327.

Liblik, V., Pensa, M., Rätsep, A. 2003. Air pollution zones and harmful pollution levels of alkaline dust for plants. *Water, Air and Soil Pollution* 3: 199–209.

Link, A., Romanova, A., Teinemaa, E., Alumaa, P., Mandel, E., Kohv, N. 2014. Välisõhk. Rmt.: Hermet, I. (toim.). Keskkonnaülevaade 2013. Keskkonnaagentuur, Tallinn, lk. 112–128.

Loppi, S., Pirintsos, S. 2000. Effect of dust on epiphytic lichen vegetation in the Mediterranean area (Italy and Greece). *Israel Journal of Plant Sciences* 48: 91–95.

Madl, P., Heinzelmann, E., Hofmann, W., Türk, R. 2010. Motorway exhaust aerosols and their effects on epiphytic lichen populations. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 70: 147–153.

Marmor, L., Randlane, T. 2007. Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptogamica Estonica* 43: 23–37.

Martin, L., Nilson, E. 1992. Impact of the Kunda cement plant (North-East Estonia) emission on the distribution of epiphytic lichens. *Ecology* 2 : 181–185.

Martin, L., Tamm, K., Nilson, E. 1990. Tolmusaaste bioindikatsiooniline tsoneerimine Ida-Virumaal. Rmt.: Tootmine ja keskkond: teaduslik-rakendusliku konverentsi (19.-20. apr. 1990. a.) ettekannete kokkuvõtted. Eesti Teaduste Akadeemia, Tallinna Botaanikaaed, Ökoloogia ja Mereuuringute Instituut, Eesti Geograafia Selts, Tallinn, lk. 59–61.

Masing, V. 1992. Ökoloogialeksikon. Eesti Ensüklopeediakirjastus, Tallinn, 320 lk.

Miguel, A. G., Cass, G. R., Glovsky, M. M., Weiss, J. 1999. Allergens in paved road dust and airborne particles. *Environmental science & technology* 33: 4159–4168.

Myers-Smith, I. H., Arnesen, B. K., Thompson, R. M., Chapin, F. S. 2006. Cumulative impacts on Alaskan arctic tundra of a quarter century of road dust. *Ecoscience* 13: 503–510.

Nash III, T. H. 2008. Lichen sensitivity to air pollution. In: Nash III, T. H. (ed.). *Lichen biology*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, p. 299–314.

Orru, H., Teinemaa, E., Lai, T., Merisalu, E., Tamm, T., Kaasik, M., Kimmel, V., Orru, K., Forsberg, B. 2010. Peened osakesed välisõhus ja neist tuleneva tervisemõju hindamine Tallinnas, Tartus, Kohtla-Järvel, Narvas ja Pärnus. *Eesti Arst* 89: 242–250.

Paal, J., Degtjarenko, P., Suija, A., Liira, J. 2013. Vegetation responses to long-term alkaline cement dust pollution in *Pinus sylvestris*-dominated boreal forests – niche breadth along the soil pH gradient. *Applied Vegetation Science* 16: 248–259.

Paoli, L., Guttová, A., Grassi, A., Lackovičová, A., Senko D., Loppi, S. 2014. Biological effects of airborne pollutants released during cement production assessed with lichens (SW Slovakia). *Ecological Indicators* 40: 127–135.

Patterson, E., Gillette, D. A., Grams, G. W. 1976: The relation between visibility and the size-number distribution of airborne soil particles. *Journal of Applied Meteorology* 15: 470–478.

- Pearson, L., Rodgers, G.** 1982. Air pollution damage to cell membranes in lichens III. Field experiments. *Phyton* 22: 329–337.
- Pirintsos, S. A., Loppi, S., De Dominicis, V., Dalaka, A.** 1998. Effects of grazing on epiphytic lichen vegetation in a Mediterranean mixed evergreen sclerophyllous and deciduous shrubland (northern Greece). *Israel Journal of Plant Science* 46: 303–307.
- Pope III, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G. D.** 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama* 287: 1132–1141.
- Randlane, T., Saag, A., Jüriado, I., Lõhmus, P., Nilson, E., Saag, L., Suija, A.** 2004. Eesti pisisamblikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, 583 lk.
- Randlane, T., Saag, A., Martin, L., Timdal, E., Nimis, P. L.** 2011. Eesti puudel kasvavad suursamblikud. Tartu Ülikooli Kirjastus, Tartu, 326 lk.
- Righi, S., Luciali, P., Bruzzi L.** 2005. Health and environmental impacts of a fertilizer plant—Part I: Assessment of radioactive pollution. *Journal of environmental radioactivity* 82: 167–182.
- Samet, J., Krewski, D.** 2007. Health effects associated with exposure to ambient air pollution. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 70: 227–242.
- Santelmann, M., Gorham, E.** 1988. Influence of airborne road dust on the chemistry of Sphagnum mosses. *Journal of Ecology* 76: 1219–1231.
- Scheidegger, A.M., Wieland, E.** 2001. Ni phases formed in cement and cement systems under highly alkaline condition: an XAFS study. *Journal of Synchrotron Radiation* 1: 916–980.
- Schenker, M.** 2000. Exposures and health effects from inorganic agricultural dusts. *Environmental health perspectives* 108: 661–664.

Senickzak, S., Dąbrowski, J., Klimek, A., Kaczmarek, S. 1999. Effect of alkaline deposition on the mites (Acari) associated with young Scots pine forests in Poland. *Water, air, and soil pollution* 109: 407–428.

Smith, C.W., Aptroot, A., Coppins, B.J., Fletcher, A., Gilbert, O.L., James, P.W., Wolseley, P.A. 2009. *The Lichens of Great Britain and Ireland*. The British Lichen Society, London 1046 p.

Spier, L., van Dobben, H. F., van Dort, K. 2010. Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras? *Environmental Pollution* 158: 3607–3611.

Struss, S. E., Mikucki, W. J. 1977. Fugitive dust emissions from construction haul roads. Construction Engineering Research Laboratory Special Report N-17, National Technical Information Service, Springfield, 53 p.

Zaharopoulou, A., Lanaras, T., Arianoutsou, M. 1993. Influence of dust from a limestone quarry on chlorophyll degradation of the lichen *Physcia adscendens* (Fr.) Oliv. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50: 852–855

Tervahattu, H., Kupiainen, K. J., Räisänen, M., Mäkelä, T., Hillamo, R. 2006. Generation of urban road dust from anti-skid and asphalt concrete aggregates. *Journal of hazardous materials* 132: 39–46.

Thompson, J., Mueller, P., Flückiger, W., Rutter, A. 1984. The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 34: 171–190.

Trass, H., Randlane, T. (koost.) 1994. *Eesti suursamblikud*. Greif, Tartu, 398 lk.

Tuulmets, L. 1995. Chemical composition of precipitation. In: Mandre, M. (ed.). Dust Pollution and Forest Ecosystems. A Study of Conifers in an Alkalized Environment. Institute of Ecology, Tallinn, p. 23–32.

Tõrra, T. 2005. Samblikud õhusaaste indikaatoritena. Eesti Loodus 9: 36–40.

Walker, D., Everett, K. 1987. Road dust and its environmental impact on Alaskan taiga and tundra. Arctic and Alpine Research: 479–489.

Van Herk, C. M. 2001. Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. Lichenologist 33: 419–441.

Wang, L., Zhang, F. 2001. Carbonyl sulfide derived from catalytic oxidation of carbon disulfide over atmospheric particles. Environmental Science and Technology 15: 2543–2570.

Weissman, L., Fraiberg, M., Shine, L., Garty, J., Hochman, A. 2006. Responses of antioxidants in the lichen *Ramalina lacera* may serve as an early-warning bioindicator system for the detection of air pollution stress. FEMS microbiology ecology 58: 41–53.

Wirth, V. 1995. Die Flechten Baden-Württembergs, Teil 1. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart, 527 p.

Wolseley, P. A., James, P. W. 2002. Using lichens as biomonitors of ammonia concentrations in Norfolk and Devon. British Lichen Society Bulletin 91: 1–5.

Wolseley, P. A., James, P. W., Theobald, M. R., Sutton, M. A. 2006. Detecting changes in epiphytic lichen communities at sites affected by atmospheric ammonia from agricultural sources. The Lichenologist 38: 161–176.

Yang, C.-Y., Hsieh, H.-J., Tsai, S.-S., Wu, T.-N., Chiu, H.-F. 2006. Correlation between air pollution and postneonatal mortality in a subtropical city: Taipei, Taiwan. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 69: 2033–2040.

Kasutatud internetiallikad

Anepaio, A. 2012. Kaevandamine ja keskkond. Tallinna Tehnikaülikool, Mäeinstituut.
[<http://www.slideshare.net/maeinstituut1/kaevandamine-ja-keskkond>]
(viimati külastatud 02.05.2014)

EEA report 2013. European Environment Agency. Air quality in Europe - report no. 9/2013.
[<http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2013>]
(viimati külastatud 26.05.2014).

Eesti Õhukvaliteedi Juhtimissüsteem 2014.
[<http://airviro.klab.ee/seire/airviro/index.html>]
(viimati külastatud 01.05.2014)

European Lung Foundation 2014. Types and sources of air pollutants.
[<http://www.european-lung-foundation.org/16538-types-and-sources-of-air-pollutants.htm>]
(viimati külastatud 01.05.2014)

Kuenen, J. 2013. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013. Industrial processes and product use: Cement production.
[<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>]
(viimati külastatud 26.05.2014)

MinEx Health & Safety Council 2008. Guideline for the control of dust and associated hazards in surface mines and quarries.
[<http://www.minex.org.nz/documents/Guideline%20Dust%20Ma%20r08.pdf>]
(viimati külastatud 26.05.2014)

Saare, K., Maasikmets, M., 2013. Osakeste keemilise koostise ja saasteallikate osakaalu hindamine Tallinnas. OÜ Keskkonnauuringute Keskus.

[<http://www.tallinn.ee/g13206s70462>]

(viimati külastatud 01.05.2014)

Õnnis, A. 2014. Liiv ja kruus. Mäendusõpik.

[<http://maeopik.blogspot.com/2008/11/liiv-ja-kruus.html>]

(viimati külastatud 26.05.2014)

Lisa 1

Tolmusaaste indikaatorliigid



Hägu-tõmmusamblik (*Phaeophyscia orbicularis*) Foto: Kristina Metsanurk



Tõusev rosettsamblik (*Physcia adscendens*) Foto: Kristina Metsanurk



Täpiline rosettsamblik (*Phycia aipolia*) Foto: David Nicholls



Kahtlane rosettsamblik (*Phycia dubia*) Foto: Veljo Runnel



Tähtjas rosettsamblik (*Phycia stellaris*) Foto: Andres Saag



Rips-rosettsamblik (*Phycia tenella*) Foto: David Nicholls



Harilik korpsamblik (*Xanthoria parietina*) Foto: Kristina Metsanurk



Viljakas korpsamblik (*Xanthoria polycarpa*) Foto: Andres Saag



Pisi-korpsamblik (*Xanthoria candelaria*) Foto:Jason Hollinger

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kristina Metsanurk,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Tolmusaaste mõju samblike mitmekesisusele“, mille juhendaja on Polina Degtjarenko,
 - 1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartu, 27.05.2014